

Bedömning av andelen övergödda sjöar i Sverige

En utvärdering av Bedömningsgrunder
för totalfosfor



Bedömning av andelen övergödda sjöar i Sverige

En utvärdering av Bedömningsgrunder för
totalfosfor

Jens Fölster och Martyn Futter

Institutionen för vatten och miljö, SLU
Box 7050
750 07 Uppsala
Tel. 018 – 67 31 10
<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Omslagsfoto: Isojärvi, foto: Lars Lindqvist

Tryck: Institutionen för vatten och miljö, SLU
Uppsala, 2011-04-11

Förord

Denna rapport utgör redovisning av ett projekt finansierat av Naturvårdsverket enligt överenskommelse 501 1002 Dnr. 235-2885-10Me

Rapporten har interngranskats av Hampus Markensten på SLU och kommenterats av Lars Klintvall och Håkan Staaf på Naturvårdsverket.

Innehåll

FÖRORD	3
INNEHÅLL	4
SAMMANFATTNING	7
BAKGRUND	9
MATERIAL OCH METOD	12
Vattenkemiska data	12
Markkemidata	13
Bedömningsgrunder	14
Alternativ beräkning av referensvärde för Tot-P enligt Cardoso	14
RESULTAT OCH DISKUSSION	15
Hur många sjöar i Sverige är eutrofierade enligt Bedömningsgrunder?	15
Storleksfördelningen av sjöar som klassats som påverkade av övergödning	16
Klassningar av medelvärden av tre provtagningar för 989 sjöar	16
Var ligger sjöarna som klassats som påverkade?	17
Är Norrbottens sjöar annorlunda?	18
Expertbedömning av sjöar klassade som påverkade i Norrbotten	19
Uppskattning av sjödjup och beräkning av påverkan utifrån den fullständiga formeln	19
Representativiteten hos referenssjöarna	20
Sjöstorlek	20
Medeldjup	20
Uppehållstid	21
Sjöarnas grumlighet	22
Spelar fosforhalten i marken roll?	23
Skiljer sig höstvärden från årsmedelvärden?	24
Bedömning med alternativ metod för referensvärden enligt Cardoso.	25
SLUTSATSER	26
REFERENSER	27

Sammanfattning

Bedömningsgrunder för Tot-P för sjöar tillämpades på sjöar inom Omdrevsinventeringen 2007 – 2009. I första hand användes den förenklade beräkningen som inte kräver sjödjup i modellen. Ett avsteg från Bedömningsgrunder gjordes i och med att bedömningen gjordes på enbart ett höstprov i stället för ett medelvärde för flera år med mätningar från olika säsonger.

Klassningen resulterade i att 12 % av Sveriges sjöar klassades som påverkade av övergödning dvs de hade en Tot-P-halt mer än dubbla det beräknade referensvärdet. Detta är en mycket hög siffra jämfört med uppfattningen om hur många övergödda sjöar det finns i Sverige. Även om sjöar med > 10 % jordbruksmark inom avrinningsområdet uteslöts återstod 10 % sjöar som klassades som påverkade.

Många sjöar klassades som påverkade låg i Norrland, bl. a i Norrbottens inland, där påverkan är liten. Många låg också i sydöstra Sverige. Där kan man tänka sig påverkan från enskilda avlopp, men det verkar mindre troligt att detta bara gäller östra och inte västra Sydsverige. Norrbottens sjöar som klassades som påverkade utgör nära hälften av alla sjöar som bedöms som påverkade (om resultaten viktas för att representera fördelningen av alla Sveriges sjöar). Bara 1 av de 55 sjöarna som klassades som påverkade enligt Bedömningsgrunder bedömdes vara övergödda enligt en expertbedömning av Norrbottens länsstyrelse.

Höstprover är i genomsnitt det provet på året som ligger närmast årsmedianen i referenssjöarna vad gäller kvoten mellan fosfor och absorbans. Höstprovet är därmed det prov som ger minst systematiskt fel om man ska tillämpa BG för Tot-P för ett enskilt prov. Däremot ger det ett större slumpmässigt fel med ett enskilt prov jämfört med medelvärden från flera prov.

Osäkerheten i modellen gör att 4 % av sjöarna som klassas som påverkade kan bero på slumpfel. Den största delen av osäkerheten beror på att bedömningen gjordes på ett enskilt prov.

De 148 referenssjöar som ingick i underlagsmaterialet till Bedömningsgrunder var inte representativt för populationen av alla Sveriges sjöar som den visade sig i Omdrevsinventeringen. Referenssjöarna var större, djupare, hade längre uppehållstider och var klarare än genomsnittet av Sveriges sjöar. Detta bidrog troligen till att Bedömningsgrunder gav många felklassade sjöar.

Formeln för referensvärde bygger på ett konstant samband mellan Tot-P och löst färgat organiskt kol uppmätt som filtrerad absorbans. Sjöar med längre uppehållstid har större retention för både fosfor och kol än sjöar med snabbare omsättningstid. Kanadensiska studier visar att retentionen i sjöar är dubbelt så stor för fosfor som för DOC. Det innebär att kvoten mellan fosfor och kol rimligen sjunker med ökande omsättningstid. Den förenklade formel som tagits fram för referenssjöarna ger alltså troligen en underskattning av referensförhållandet när den tillämpas på sjöar med kortare omsättningstid. Uppgifter om sjödjup fanns bara för ¼ av omdrevssjöarna. För resten av sjöarna uppskattades djupet grovt ur ett samband mel-

lan sjöarea och djup. På det sättet kunde den fullständiga formeln i Bedömningsgrunder användas som inkluderar djupet i inparametrarna. Den nya beräkningen gav att 39 färre sjöar i undersökningen klassades som påverkade. Inga sjöar bytte klass åt andra hållet. Resultaten visar att den förenklade formeln överskattar påverkan när den tillämpas på ett slumpvis urval av Sveriges sjöar. Med de nya beräkningarna var bara 8 % av Sveriges sjöar påverkade, om man uteslöt de jordbrukspåverkade.

I formlerna för referensvärden i Bedömningsgrunder ingår filtrerad absorbans som är starkt korrelerat till Tot-P i opåverkade vatten. Anledningen är att man anser att den viktigaste naturliga källan av P är löst organiskt material och man utesluter därmed växtplankton som ger partikulärt material och påverkar TOC. Det gör det möjligt att beräkna referensvärden för övergödda sjöar. Nackdelen är att i små grunda sjöar som har hög omblandning är halten partikulärt material naturligt högre och dessa partiklar innehåller P. Det gör att naturligt grumliga sjöar kan felklassas som påverkade. Detta illustreras tydligt av att de sjöar som klassades som påverkade var betydligt grumligare jämfört med genomsnittet av omdrevssjöarna och i ännu högre grad jämfört med referenssjöarna. Detta är troligen den största felkällan i klassningen.

Fosforhalt i moränkemi enligt en karta från Markinfo gav ingen förklaring till förhöjda fosforhalter. Det kan bero på att upplösningen på den kartan är för låg för detta syfte.

Möjligheterna att använda en alternativ modell för beräkning av referensvärden för Tot-P som baseras på kvoten mellan alkalinitet och sjödjup (morfoedafiskt index) undersöktes. Sambandet mellan uppmätta halter och referensvärden beräknat med denna metod var dock dåligt.

Denna studie har visat på ett behov att vidareutveckla Bedömningsgrunderna på flera punkter. Vi tror att möjligheterna att göra detta är goda. Sedan den förra revisionen av Bedömningsgrunder finns ett betydligt bättre dataunderlag i form av markanvändning och annan information inom dels sjöarnas avrinningsområde och dels i marken närmast kring sjön. Ett sådant arbete bör göras på ett referensmaterial där större hänsyn tas till sjöarnas representativitet än tillgången till långa tidsserier.

Bakgrund

Övergödning är sedan länge ett av de största miljöproblemen i Sverige. Oftast är problemen kopplade till känd påverkan i form av punktutsläpp och jordbruksläckage och de övergödda vattenförekomsterna är väl kända och inlemmade i miljövårdsarbetet. Samtidigt kan man inte utesluta att det finns mer, hittills okända problem, med övergödning t ex i anslutning till nedlagd påverkande verksamhet och enskilda avlopp. Ett sätt att kvantifiera denna ”okända” övergödning är att använda sig av de tidigare riksinventeringar och senare omdrev av sjöar som utgörs av slumpmässigt utvalda sjöar. Sjöar kan då klassas som övergödda genom att tillämpa Bedömningsgrunder för totalfosfor (Tot-P) där referensvärden beräknas främst ur den filtrerade absorbansen. Sådana bedömningar leder dock till ett orimligt antal övergödda sjöar med en regional fördelning som inte avspeglar påverkanstrycket.

De Bedömningsgrunder för Tot-P som används idag ingår i Naturvårdsverkets handbok (Naturvårdsverket, 2007) och tillämpas inom ramen för vattenförvaltningsförordningen. Enligt dessa ska ett objektsspecifikt referensvärde för Tot-P beräknas ur filtrerad absorbans (AbsF), höjd över havet och sjödjup enligt en formel som baserar sig på regressionssamband i referenssjöar med långa tidsserier av vattenkemiska mätningar (Wilander, 2004). Sambandet mellan Tot-P och AbsF avspeglar att fosfor i opåverkade vatten främst tillförs via humusmaterial från omgivande mark vilket färgar vattnet bunt och ger hög absorbans. I tidigare Bedömningsgrunder beräknades referensvärdet enbart ur AbsF (Naturvårdsverket, 1999). Dessa kritiserades både av avnämare (Wilander, 2004) och forskare (Johansson och Persson, 2001) för att i vissa fall ge för låga referensvärden. Naturligt förhöjda halter Tot-P kan t ex förekomma i grunda sjöar där det kan ske en resuspension av partiklar från sediment, samt i regioner med förhöjda fosforhalter i mineraljorden. Genom att inkludera sjödjup och höjd över havet i beräkningen kunde möjligen en del av dessa aspekter beaktas i de nya Bedömningsgrunderna.

Ett särskilt problem utgör jordbrukslandskapet där de beräknade referensvärdena anses som alltför låga. I Bedömningsgrunderna för vattendrag kompletterades därför beräkningen av referensvärde utifrån vattenkemi och höjd över havet med en särskilt bedömning av jordbruksdominerade vattendrag (andel jordbruksmark > 10 %) som baserar sig på ett regionspecifikt fosforläckage från ogödslad vall. Någon motsvarande bedömning av jordbruksdominerade sjöar kunde inte tas fram då det saknades lämpliga modeller för att uppskatta retentionen av fosfor i sjöar.

Tillämpningar av Bedömningsgrunder för Tot-P på ett slumpat urval av Sveriges sjöar ger en hög andel sjöar som klassas som övergödda. Både andelen sjöar som klassas som övergödda och fördelningen av dessa över landet avspeglar inte den allmänna bilden av var problemen med övergödning förekommer. I riksinventeringen 2005 uppskattades andelen övergödda sjöar enligt Bedömningsgrunder till 8 % (Wilander och Fölster, 2007). En alternativ uppskattning av omfattningen av övergödningen i sjöar har gjorts genom en sammanställning av sjöar med en känd

fosforhalt över 25 µg/l (Johansson och Persson, 2001). Den resulterade i en lista på 790 sjöar. Av dessa klassades cirka 60 % som övergödda d.v.s. med en Tot-P-halt större än ett referensvärde beräknat med Bedömningsgrunder från 1999. Det innebär att de kända övergödda sjöarna utgör ungefär en halv procent av Sveriges sjöar. Det är naturligtvis troligt att det finns ett visst mörkertal med sjöar påverkade av övergödning som inte är kända av myndigheterna, men det är knappast troligt att dessa skulle utgöra en så stor andel som 8 %. Den höga siffran avspeglar troligen begränsningar i beräkningen av referensvärden.

Felaktig klassning av övergödda sjöar kan bero på följande orsaker:

1. Naturligt förekommande höga fosforhalter i mineraljorden i avrinningsområdet.
2. Resuspension av sediment i grunda sjöar.
3. Ett större slumpfel som beror på att bedömningen baserar sig på ett enskilt prov i stället för 12 prov fördelat på 3 år som rekommenderas i Bedömningsgrunder.
4. Ett eventuellt systematiskt fel beroende på att bedömningen görs på ett höstprov.
5. Slumpfelet i modellerna.
6. Bedömningsgrundernas representativitet. Beräkningarna baserar sig på regressions samband för tidsseriesjöar i miljöövervakningen som inte utgör ett slumpat urval av alla sjöar

En metod för beräkning av referensvärden som beräknats inom EU-projektet REBECCA bygger ett samband mellan Tot-P och det så kallade morfoedafiska indexet (Cardoso m fl., 2007). I publikationen där modellen finns beskriven redovisas ett r^2 -värde på 51 % för en generell modell som omfattade olika regressionsformler från flera regioner. Enligt en plot av predikterat värde mot uppmätt värde i publikationen tycks dock en stor del av förklaringsgraden bero av ett mindre antal sjöar i den nordiska regionen med extremt låg alkalinitet och Tot-P å ena sidan samt några sjöar i den Baltiska regionen med hög alkalinitet och Tot-P å andra sidan. Bakgrunden till modellen är ett antagande att fosfor naturligt kommer från vittring av fosforhaltiga kalkmineraler i marken och att en hög halt av sådana mineraler ger både en hög alkalinitet och hög halt Tot-P. I bakgrundsarbetet till de svenska Bedömningsgrunderna återfanns ett svagt samband mellan Ca+Mg i referensmaterialet för vattendrag och den parametern kom därför att ingå i modellen för referensvärde för Tot-P i vattendrag (Naturvårdsverket, 2007). Något motsvarande samband för sjöar kunde inte återfinnas. Även om det är troligt att markens vittring är huvudkällan till fosfor i avrinnande vatten är fosfors väg från mineral till ytvatten troligen så komplext att det inte går att hitta något starkt samband mellan vittringsprodukter och fosfor i ytvatten.

Syftet med denna studie är att tillämpa Bedömningsgrunder för Tot-P på omdrevsinventeringen av sjöar från de tre åren 2007 – 2009 och utvärdera varför Bedömningsgrunder tycks ge en underskattning av referensvärdet för Tot-P för vissa sjöar, och om det trots det går att använda resultaten för att uppskatta andelen övergöd-

ningspåverkade sjöar i Sverige. Vidare görs en jämförelse med beräkning av referensvärde för Tot-P ur det morfoedafiska indexet enligt Cardoso (2007).

Material och metod

Vattenkemiska data

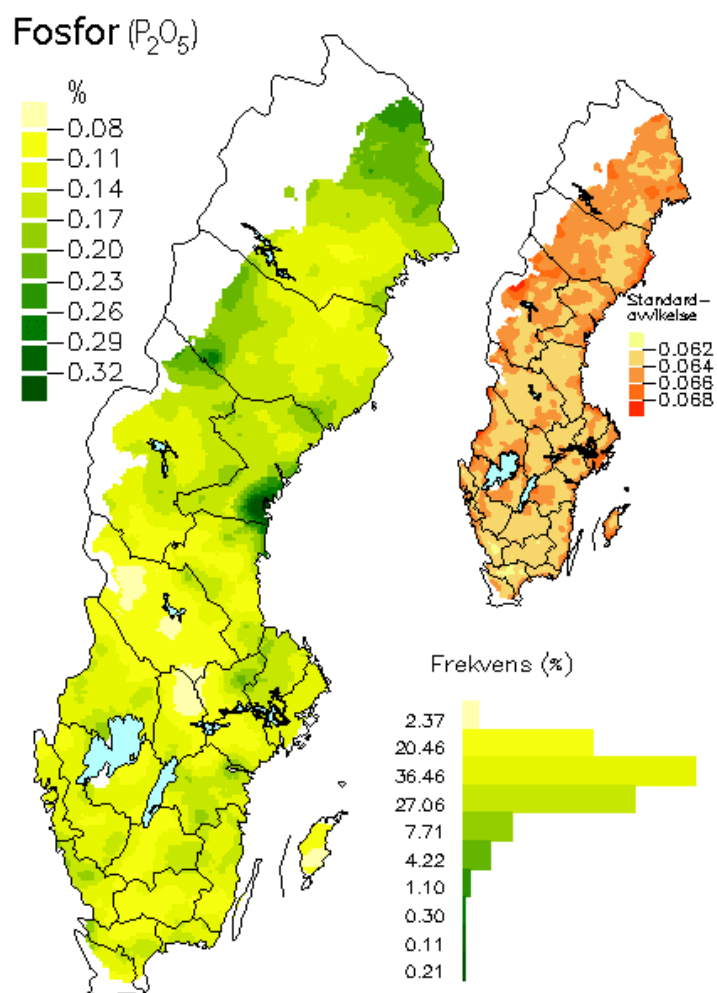
I studien användes tre dataset.

- Omdrevsinventeringen av sjöar 2007 – 2009 omfattande 2 408 slumpvis utvalda sjöar som representerar populationen av Sveriges sjöar i SMHI:s sjöregister. Slumpningen gjordes stratifierat med avseende på region och sjöstorlek. Resultaten måste därför viktas upp så att små sjöar och Norr-ländska sjöar viktas upp för att beräkna en andel av Sveriges sjöar
- Ett urval av 989 sjöar i Riksinventeringarna 2000 och 2005 som ingick båda dessa provtagningar och i Omdrevsinventeringen. Detta dataset är begränsat till sjöar > 4 ha.
- Sjöar med tidsseriemätningar 4 ggr per år med obetydlig påverkan från eutrofiering som användes som underlag för att ta fram Bedömningsgrunder för Tot-P. Dels ett ursprungligt dataset med 5-årsmedelvärden 1997 – 2001 omfattande 148 sjöar, och dels ett urval med 137 sjöar med tidsserier fram till 2009.

Data före 1997 användes inte då kvalitén i Tot-P analyser kring 1995 tillfälligt var försämrad för låga halter.

Markkemiadata

Fosforhalten i mineraljorden vid 50 cm djup inhämtades från en karta i Markinfo (figur 1).



Figur 1. Halten av fosforoxid (%) vid 50 % djup i skogsmark. Karta från MarkInfo baserat på data från Riksinventeringen av skog, Markinventeringen.

Bedömningsgrunder

Enligt Bedömningsgrunder beräknas referensvärdet för Tot-P i sjöar med ekvationen:

$$\log_{10}(\text{ref-P}) = 1,627 + 0,246 \cdot \log_{10}\text{AbsF} - 0,139 \cdot \log_{10}\text{Höjd} - 0,197 \cdot \log_{10}\text{Medeldjup} \quad (\text{ekv. 1})$$

Beräkningen ska helst göras på medelvärde från tre år med minst fyra mätningar per år som representerar både skiktade och omrörda förhållanden. Medeldjupet som ingår i ekvationen kan vara ett problem eftersom uppgifter om djup bara finns för knappt 8 000 sjöar i SMHI:s sjöregister. Särskilt saknas uppgifter om sjödjup för små sjöar. En förenklad formel har därför tagits fram:

$$\log_{10}(\text{ref-P}) = 1,561 + 0,295 \cdot \log_{10}\text{AbsF} - 0,146 \cdot \log_{10}\text{Alt} \quad (\text{ekv. 2})$$

Med den förenklade formeln ökar osäkerheten. Skillnaden mellan uppmätt halt och referensvärde kan uttryckas som en differens och kallas då här för överskottsfosfor, eller som en kvot mellan uppmätt värde och referensvärde. Denna kvot kallas för EQR och används för klassning av ekologisk status enligt Vattenförvaltningsförordningen (ekv 3):

$$\text{EQR} = \text{Tot-P}_{\text{ref}}/\text{Tot-P} \quad (\text{ekv 3})$$

God ekologisk status är uppfyllt om kvoten är $> 0,5$ d.v.s. att den uppmätta halten är mindre än dubbelt så hög som referensvärdet. Om kvoten är lägre klassas sjön som övergödd.

Alternativ beräkning av referensvärde för Tot-P enligt Cardoso

Inom ramen för forskningsprogrammet REBECCA togs objektsspecifika modeller fram för referensvärden för Tot-P inom Europa (Cardoso m. fl., 2007). Modellerna baserar sig på ett samband mellan Tot-P och höjd över havet samt kvoten mellan alkalinitet och sjödjup (MEI_{alk}). Separata modeller är framtagna för olika regioner och olika klasser av färg och alkalinitet. Ett r^2 -värde på 51 % rapporteras för en generell GLM-modell för alla regioner och typer. För den nordiska regionen var modellerna:

$$\text{Log}(\text{TP}) = 1.62 - 0.09 \cdot \text{Log}(\text{Höjd}) + 0.24 \cdot \text{Log}(\text{MEI}_{\text{alk}}) \quad (\text{humösa vatten, ekv. 4})$$

$$\text{Log}(\text{TP}) = 1.36 - 0.09 \cdot \text{Log}(\text{Höjd}) + 0.24 \cdot \text{Log}(\text{MEI}_{\text{alk}}) \quad (\text{klara vatten, ekv. 5})$$

MEI_{alk} står för kvoten mellan alkalinitet och sjöns medeldjup.

Beräkningarna gjordes med ett verktyg framtaget av länsstyrelsen i Stockholm.

Resultat och diskussion

Hur många sjöar i Sverige är eutrofierade enligt Bedömningsgrunder?

Sjöarna från omdreven 2007 – 2009 bedömdes med den förenklade modellen för referensvärden (ekv. 2) och klassades med avseende på övergödning enligt ekvation 3. Av de 2403 sjöarna som ingick i materialet bedömdes 354 som övergödda. 191 av sjöarna hade mer än 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet. Vattendrag med mer än 10 % jordbruksmark ska bedömas med en särskild bedömningsgrund. Någon motsvarande metod finns inte ännu för jordbruksdominerade sjöar, då det inte fanns någon lämplig metod för att uppskatta retentionen i sjöar nedströms jordbruksmark. Om jordbrukspåverkade sjöar kunde ges en särskild bedömning skulle referensvärdena i de flesta fall bli högre och påverkan lägre. De jordbrukspåverkade sjöarna utgör 191 sjöar i materialet. Om man för dessa till en särskild klass kvarstår 233 övergödda sjöar.

Genom att tilldela sjöarna vikter utifrån den stratifiering som gjordes i urvalet (Grandin, 2007), kan andelen övergödda sjöar i Sverige beräknas vilka utgjorde 12 % (tabell 1). Detta är mer än de 8 % som angavs i Riksinventeringen 2005 (Wilander och Fölster, 2007). Skillnaden beror troligen på att urvalet av sjöarna gjordes annorlunda. De jordbrukspåverkade sjöarna utgör 3,2 % av Sveriges sjöar och andelen eutrofierade sjöar som inte är jordbrukspåverkade utgjorde 10 %.

Tabell 1. Sjöar klassade som påverkade av övergödning enligt den förenklade beräkningen i Bedömningsgrunder. Omdrevssjöar 2007 – 2009. Andel i Sverige avser viktning av sjöarna för att ge ett värde representativt för alla Sveriges sjöar.

	Antal	Andel (%)	Andel i Sverige (%)
Bedömda sjöar	2403		
Eutrofierade sjöar	354	14,7	12,3
Jordbrukspåverkade (> 10 % Jbr. mark)	191	8,0	3,2
Eutrofierade ej Jordbrukspåverkade.	233	9,7	10,4

Storleksfördelningen av sjöar som klassats som påverkade av övergödning

En uppdelning av resultaten över påverkansklassning efter sjöstorlek visar att andelen sjöar klassade som påverkade är ungefär lika stor i de olika storleksklasserna (tabell 2). Eftersom de små sjöarna är så många fler, kommer det allra största antalet sjöar klassade som påverkade att vara små sjöar. 80 % av sjöar som klassats som påverkade är mellan 1 och 10 ha (klass E1 och E).

Tabell 2. Sjöar klassade som påverkade av övergödning enligt den förenklade beräkningen i Bedömningsgrunder. Omdrevssjöar 2007 – 2009 uppdelade på storleksklass.

Areaklass (km ²)	Antal provtagna sjöar			Andel av alla sjöar i respektive klass (%)		Andel av sjöar i klassen av alla sjöarna i Sverige (%)	
	Totalt	Jbr Påv.	Eutr. Ej Jbr	Jbr Påv.	Eutr. Ej Jbr	Jbr Påv.	Eutr. Ej Jbr
A (> 100)	9	1	1	6	6	0	0
B 10 – 100)	84	14	7	14	7	0	0
C (1 – 10)	390	54	42	9	11	0	0
D (0,1 – 1)	770	64	66	6	10	1	2
E1 (0,04 – 0,1)	635	31	74	2	12	1	5
E4 (0,01 – 0,04)	522	27	43	2	8	1	3
Hela Sverige	2410	191	233	3	10	3	10

Klassningar av medelvärden av tre provtagningar för 989 sjöar

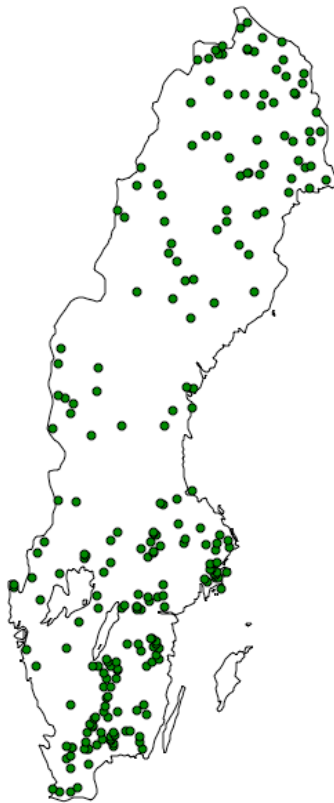
En motsvarande bedömning gjordes på ett urval av 989 sjöar som provtogs i alla tre undersökningarna riksinventeringarna 2000 och 2005 samt omdreven 2007 – 2009. En klassning baserad på medelvärden av prover från alla tre provtagningar gav något mindre andel påverkade sjöar jämfört med ett medelvärde av andelen påverkade sjöar för varje enskilt år i (tabell 3). Det visar att ett treårsmedelvärde ger en något mindre överskattning av andel påverkade sjöar jämfört med enskilda prover. Detta avspeglar att ett större slumpfel rent statistiskt ger en större andel påverkade sjöar när det totala antalet påverkade sjöar är litet och representeras av ”svansen” i fördelningen.

Tabell 3. Sjöar klassade som påverkade i 989 sjöar som provtogs i Riksinventeringarna 2000, 2005 och i omdrevsinventeringen 2007-2009.

Dataset	Antal sjöar	Antal	Andel %)
Omdrev 07-09 Alla	2403	354	10,7
RI00 Urval	989	106	19,1
RI05 Urval	989	189	13,7
Omdrev 07-09 Urval	989	135	14,5
Medelvärdet 3 prover	989	127	12,8

Var ligger sjöarna som klassats som påverkade?

Fördelningen av sjöar som bedöms som övergödda, men inte är påverkade av jordbruk tyder på att en del av sjöarna är felklassade (figur 2, tabell 4). Ett kluster av sjöar ligger i sydöstra Sverige. Dessa skulle kunna vara antropogent påverkade eftersom befolkningstätheten där är hög. Samtidigt verkar det mindre troligt att påverkan skulle vara så mycket större i östra jämfört med sydvästra Sverige. Ett annat kluster av sjöar ligger i norra Norrland. Där är det mindre troligt att så många sjöar skulle vara övergödda. Fördelningen är inte heller kopplad till befolkningstätheten.



Figur 2. Övergödda sjöar i Omdrevsinventeringen 2007-2009 som ej är jordbrukspåverkade

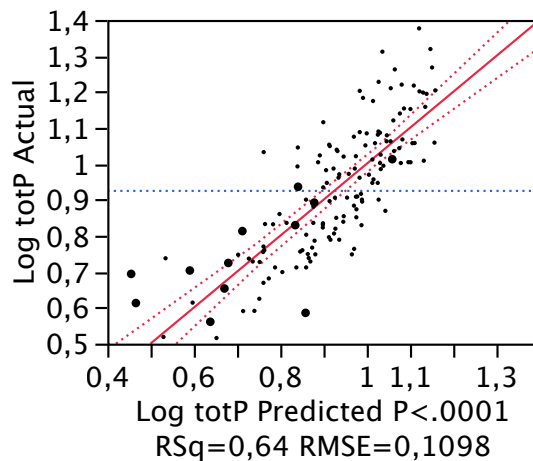
Tabell 4. Länsvis fördelning av sjöar klassade som eutrofierade.

Län	Antal provtagna sjöar			Andel av provtagna sjöar (%)		Andel av länets sjöar (%)	
	Totalt	Jbr Påv.	Eutr. Ej Jbr	Jbr Påv.	Eutr. Ej Jbr	Jbr Påv.	Eutr. Ej Jbr
AB	71	17	17	24	24	19	24
C	36	10	5	28	14	25	15
D	33	14	4	42	12	29	15
E	136	20	13	15	10	11	10
F	118	21	13	18	11	19	10
G	95	5	22	5	23	4	19
H	89	11	8	12	9	11	7
I	6	2	0	33	0	57	0
K	62	7	4	11	6	14	6
M	47	14	17	30	36	29	39
N	61	9	1	15	2	14	2
O	287	33	10	11	3	9	4
S	174	4	8	2	5	1	5
T	81	3	7	4	9	3	10
U	53	7	10	13	19	12	17
W	127	4	2	3	2	2	4
X	61	1	7	2	11	3	7
Y	67	3	4	4	6	5	8
Z	169	2	9	1	5	1	8
AC	242	4	17	2	7	1	9
BD	384	0	55	0	14	0	15
Hela Sverige	2399	191	233	8	10	3	10

Är Norrbottens sjöar annorlunda?

Norrbottens sjöar utmärker sig genom att ha en särskilt hög andel sjöar som klassas som övergödda i förhållande till hur stor påverkan är. De 12 sjöar i dataunderlaget för Bedömningsgrunder som ligger Norrbotten kan också betraktas som avvikande med relativt stor spridning (figur 3). En multipel regression mellan totalfosfor och de två parametrar som ingår i ekvation 2, ger inte någon signifikant modell för enbart de 12 sjöarna i Norrbotten.

Om man skalar upp resultaten från Omdrevssjöarna till alla sjöar uppskattas 4300 sjöar i Norrbotten vara övergödda. Det motsvarar 4,5 % av alla Sveriges sjöar. Om vi alltså antar att modellen är felaktig i Norrbotten men ger rätt resultat i resten av landet och utesluter jordbrukspåverkade sjöar, så är 5,5 % av Sveriges sjöar övergödda.



Figur 3. Uppmätta värden mot predikterade för den förenklade modellen för BG för Tot-P. Femårsmedelvärden i 148 sjöar som utgjorde underlaget för Bedömningsgrunder. De stora symbolerna är sjöar i Norrbotten.

Expertbedömning av sjöar klassade som påverkade i Norrbotten

En kontakt med Norrbottens länsstyrelse togs vilket resulterade i att man gick igenom de 55 sjöar i undersökningen som klassades som påverkade. Av dessa var det bara en sjö som klassades som påverkad enligt en expertbedömning baserad på känd påverkan. De flesta andra sjöarna var små och förmodligen grunda skogs- eller myrsjöar i väglöst land. (Underlag från Sara Elfvendal på Norrbottens länsstyrelse).

Uppskattning av sjödjup och beräkning av påverkan utifrån den fullständiga formeln

Anledningen till att den förenklade modellen användes var att det saknas uppgifter om sjödjup för de flesta sjöarna i Sverige. Om den förenklade modellen systematiskt felkattar referensvärdet för sjöar med kort omsättningstid är det möjligt att även en grov uppskattning av sjödjupet för att kunna använda den fullständiga formeln skulle ge en säkrare uppskattning av referensvärdet. En mycket enkel modell togs fram genom sambandet mellan sjöarea och medeldjup för 547 omdrevssjöar med uppgifter om djup. Uppgifter om sjödjup fanns för 23 % av sjöarna. För de övriga sjöarna uppskattades djupet ur arean med ett samband mellan djup och area för de 547 omdrevssjöarna med djupuppgifter.

$$\log \text{medeldjup} = 0,618 + 0,142 \cdot \log \text{lakearea} \quad (r^2 = 0,17) \text{ (ekvation 6)}$$

För sjöar som saknade djupuppgifter beräknades sådana med den mycket grova uppskattningen i ekvation 6 för att kunna bedöma alla omdrevssjöar enligt den fullständiga formeln (ekv 1). Den nya beräkningen gav att 39 färre sjöar i undersökningen klassades som påverkade. Inga sjöar bytte klass åt andra hållet. Resultaten visar att den förenklade formeln överskattar påverkan när den tillämpas på ett slumpvis urval av Sveriges sjöar. Med de nya beräkningarna var bara 8 % av Sveriges sjöar påverkade, om man uteslöt de jordbrukspåverkade.

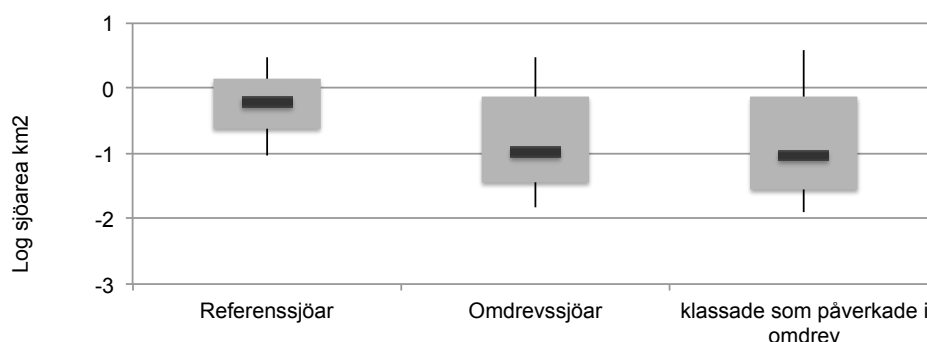
Resultaten visar att det är bättre att införa sjödjupet som variabel trots att osäkerheten är mycket stor eftersom man då slipper en snedfördelning av resultaten. En mer noggrann uppskattning av medeldjupet utifrån sjöarea och topografin i ett område närmast sjön har tagits fram (Sobek m fl., 2009). Vid skrivande stund fanns inte tillgång till inparametrar till den modellen, men de håller på att tas fram.

Representativiteten hos referenssjöarna

En fråga som inställer sig är om felklassningarna beror på att beräkningsmodellen bygger på ett referensmaterial som inte är representativt för alla sjöar som ska bedömas. Referensmaterialet utgörs av referenssjöar inom nationell och regional miljöövervakning. Dessa är oftast lite större och djupare sjöar än många av alla de små grundare sjöar som ska bedömas. Nedan följer en jämförelse av fördelningen av ett antal parametrar för referenssjöarna, alla omdrevssjöar, och de omdrevssjöar som klassades som påverkade. Syftet med jämförelse är att se om de påverkade sjöarna skiljer sig från referensmaterialet på ett sätt som kan ge stöd för att många sjöar felklassas. Fördelningarna redovisas med boxplottar som beskriver 10, 25, 50, 75 och 90 percentiler.

Sjöstorlek

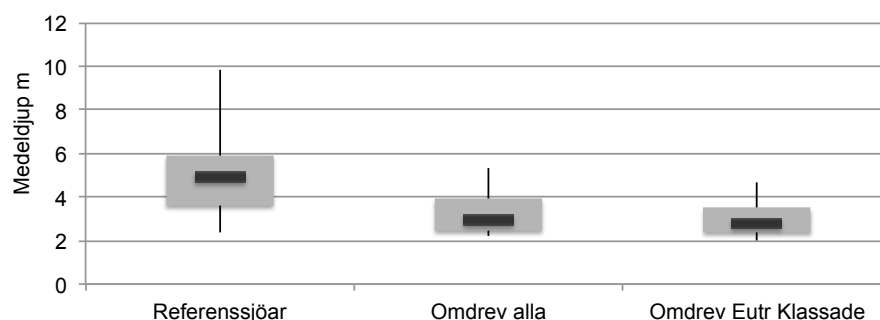
Referenssjöarna var som väntat överlag större än omdrevssjöarna, men de påverkade sjöarna avvek i sin tur inte från alla omdrevssjöar (figur 4, tabell 6).



Figur 4. Sjöarean för referenssjöar, alla omdrevssjöar och de omdrevssjöar som klassades som påverkade av fosfor.

Medeldjup

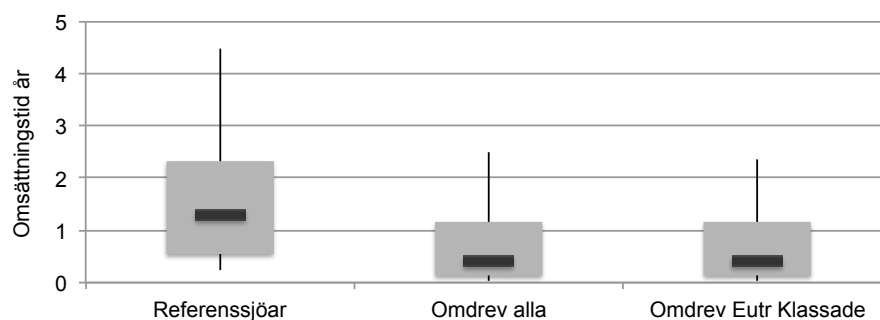
Referenssjöarna var även djupare än omdrevssjöarna i genomsnitt (figur 5, tabell 5). De påverkade sjöarna var något grundare än genomsnittet för alla sjöar och definitivt mindre än referenssjöarna. Det är alltså möjligt att Bedömningsgrunder underskattar referenstillståndet i grunda sjöar.



Figur 5. Medeldjup i referenssjöar, alla omdrevssjöar och de omdrevssjöar som klassades som påverkade av fosfor.

Uppehållstid

Uppehållstiden i en sjö avgörs av medelavrinningen till sjön och sjöns volym. En längre uppehållstid ger en större retention av organiskt material vilket ger både lägre absorbans och halt Tot-P. Beräkningsformeln tar delvis hänsyn till detta genom att inkludera absorbansen och sjödjupet i parametrarna. I den förenklade formeln som användes för bedömningen av omdrevssjöarna ingår däremot inte sjödjupet. Det innebär att referensvärdet gäller för sjöar med en genomsnittlig omsättningstid. En kanadensisk studie av sjöar av liknande karaktär som svenska skogssjöar visade att sjöretentionen av fosfor är i storleksordningen 50 % större jämfört med för kol (Dillon et al.) (tabell 5). Det innebär att förhållandet mellan fosfor och kol minskar med ökad retention. Omsättningstiden var i genomsnitt längre i referenssjöarna jämfört med omdrevssjöarna (figur 6, tabell 5). Det innebär att den förenklade modellen som inkluderar absorbans, men inte sjödjup riskerar att underskatta referensvärdet för grundare sjöar. Detta skulle alltså kunna vara en bidragande orsak till den höga andelen övergödda sjöar.



Figur 6. Omsättningstiden i referenssjöar, alla omdrevssjöar och de omdrevssjöar som klassades som påverkade av fosfor.

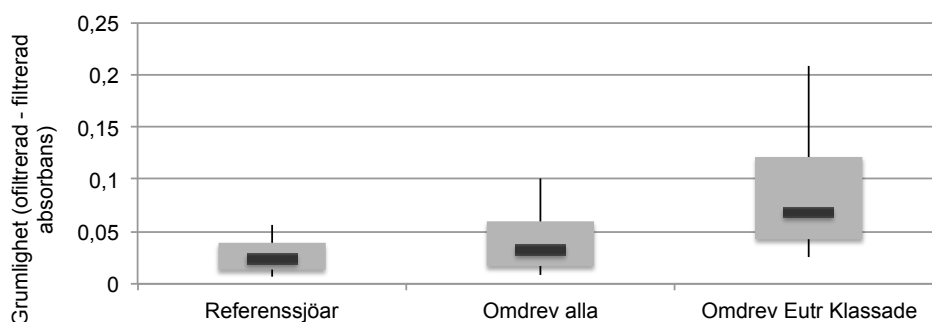
Tabell 5. Förhållande mellan retentionen av totalfosfor (Tot-P) och löst organiskt kol (DOC) i sex sjöar i Kanada. Sjökaraktistika kursiverat. Halter angett som medelvärden.

Sjö	Ret(P):Ret(DOC)	Sjöarea (ha)	Medeldjup (m)	TotP (µg/l)	pH	DOC (mg/l)
Blue Chalk	1,3	52	8,5	5,9	6,6	1,8
Chub	1,5	34	8,9	9,4	5,6	4,9
Crosson	1,4	57	9,2	10,4	5,6	4,27
Dickie	1,5	94	5	9,7	5,9	5,23
Harp	1,8	71	13,3	6	6,3	3081
Plastic	1,0	32	7,9	4,7	5,8	2,19
Red Chalk	1,6	57	14,2	4,8	6,3	2,57

Sjöarnas grumlighet

Förutom att grunda sjöar har kortare omsättningstid kan det också förekomma resuspension av bottensediment. Eftersom sedimentpartiklar ger förhöjda Tot-P-värden, men inte ökad filtrerad absorbans kommer grunda sjöar att naturligt ha högre Tot-P-halt i förhållande till absorbansen. Referenssjöarna var betydligt klarare än omdrevssjöarnas genomsnitt (figur 7, tabell 6). Dessutom var de sjöar som klassades som påverkade också betydligt grumligare jämfört med alla omdrevssjöar. Detta tillsammans gör att naturligt grumliga sjöar kan felklassas som påverkade.

Anledningen till att man valt AbsF för beräkning av referensvärdet är i stället för t ex TOC är att man anser att den viktigaste naturliga källan av P är löst organiskt material och man därmed utesluter växtplankton som ger partikulärt material och påverkar TOC. Det gör det möjligt att beräkna referensvärden för övergödda sjöar. Nackdelen är att i små grunda sjöar som har hög omblandning är halten partikulärt material naturligt högre och partiklar som innehåller fosfor. Detta i sin tur leder till naturligt grumliga sjöar riskerar att felklassas som övergödda. Detta är troligen den största orsaken till den stora andel sjöar i Sverige som klassas som övergödda enligt Bedömningsgrunder.



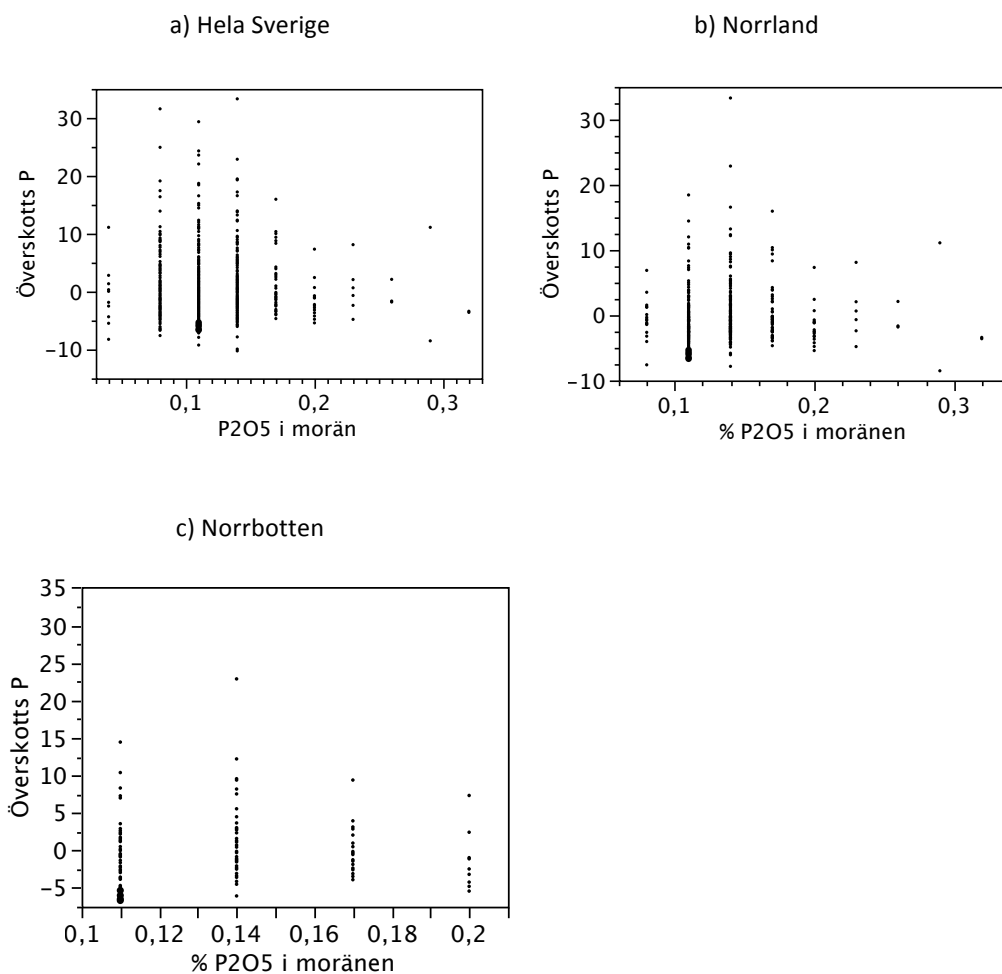
Figur 7. Fördelningen av grumligheten mätt som skillnad mellan ofiltrerad och filtrerad absorbans i referenssjöar, alla omdrevssjöar och de omdrevssjöar som klassades som påverkade av fosfor.

Tabell 6. ANOVA av skillnaden mellan referenssjöar, omdrevssjöar och de omdrevssjöar som klassades som påverkade av övergödning enligt Bedömningsgrunder. För omdrevssjöarna är en stor del av sjövolymerna beräknade ur arean. Grupper med olika bokstav är signifikant skilda från varandra.

	Referenssjöar	Omdrevssjöar alla	Omdrevssjöar påverkade
log Sjöarea	A	B	B
Medeldjup	A	B	B
Uppehållstid	A	A	A
Grumlighet	A	B	C

Spelar fosforhalten i marken roll?

Vittring från marken är ett viktigt bidrag av fosfor till opåverkade ekosystem. Något enkelt samband mellan fosforhalt i moränen och fosforhalten i sjöar tycks dock inte föreligga. Vi beräknade överskottsfosfor som skillnaden mellan uppmätt halt och modellerad halt enligt ekvation 1 och plottade det mot fosforhalten i moränen enligt kartan från RIS-MI (figur 1) och uteslöt jordbrukspåverkade sjöar och de grumligaste sjöarna ($AbsDiff > 0,07$). Resultatet visar inte på något samband mellan fosforhalterna i marken och sjövattnen (figur 8). Man får dock komma ihåg att osäkerheten i markens fosforhalt är stor vilket även visas i figur 1. Med ett bättre dataunderlag över mineraljordens fosforhalt är det möjligt att ett samband skulle kunna påvisas.



Figur 8. Samband mellan överskottsfosfor och halten P i moränmark i omdrevssjöar i Sverige (a), Norrland (b) och Norrbotten (c) med de grumligaste sjöarna ($AbsDiff > 0,07$) och jordbruksdominerade sjöar uteslutna. Överskottsfosfor är skillnaden mellan uppmätt Tot-P och referensvärdet enligt BG (inklusive sjödjup).

Skiljer sig höstvärden från årsmedelvärden?

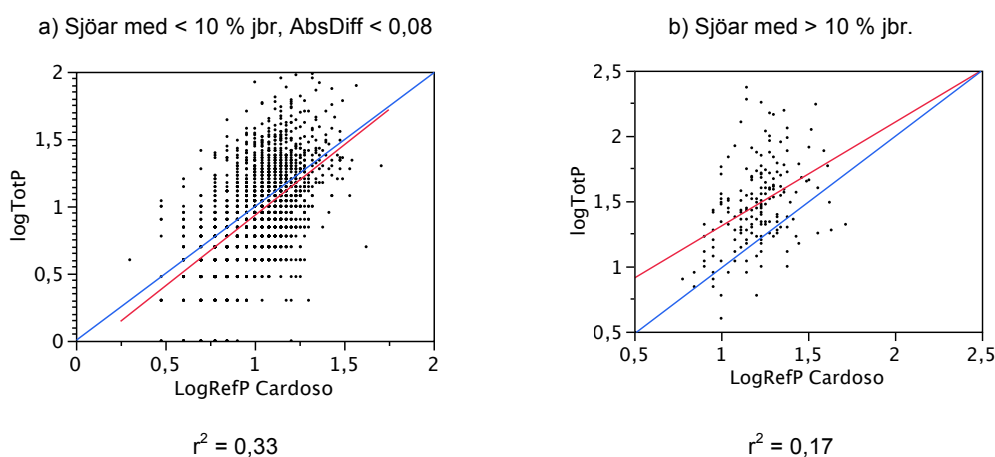
En annan brist i riksinventeringar och omdrev är att det bara tas höstprov, medan modellerna för referensvärden är baserade på medelvärden från hela året. En jämförelse av förhållandet mellan Tot-P och AbsF för olika årstider visar dock att höstprover i genomsnitt är det provet på året som ligger närmast årsmedianen i referenssjöarna vad gäller kvoten mellan fosfor och absorbans (tabell 7). Höstprovet är därmed det prov som ger minst systematiskt fel om man ska tillämpa BG för Tot-P på data från bara en säsong.

Tabell 7. Förhållandet mellan Tot-P och AbsF i referenssjöar. Säsongsvisa medianer för alla prover 1997 – 2009 i 143 sjöar.

Årstid	Tot-P/AbsF
Vinter	56
Vår	76
Sommar	88
Höst	75
Hela året	74

Bedömning med alternativ metod för referensvärden enligt Cardoso.

Referensvärden för Tot-P beräknades ur det morfoedafiska indexet enligt Cardoso m.fl.(2007) och jämfördes med de uppmätta halterna. För sjöar med < 10 % jordbruksmark och med de grumligaste sjöarna uteslutna (AbsDiff < 0,08) förväntar vi oss att de flesta är opåverkade av Tot-P och att den uppmätta halten ska ligga nära referensvärdena. Det dåliga sambandet mellan uppmätt halt och referensvärde ($r^2 = 0,33$) visar att modellen inte är lämplig att använda för sjöar inom moränlandskapet (figur 9a). Även för de jordbruksdominerade sjöarna blev sambandet mellan uppmätt halt och referensvärde var sambandet dåligt ($r^2 = 0,16$). Delvis kan det bero på att många jordbruksdominerade sjöar även är påverkade av jordbruksläckage, så det går inte från dessa data att utesluta att det morfoedafiska indexet kan användas för referensvärden för Tot-P inom jordbrukslandskapet.



Figur 9. Samband mellan uppmätt halt Tot-P och referensvärde för Tot-P beräknat ur det morfoedafiska indexet enligt Cardoso m.fl. (2007). Värdena är logarimerade. Data från omdrevssjöarna 2007 – 2009, dels med sjöar med < 10 % jordbruksmark inom avrinningsområdet och de grumligaste sjöarna uteslutna (a), och dels med jordbrukspåverkade sjöar (b). De blå linjerna anger förhållandet 1:1

Slutsatser

- Resultaten visar att de flesta sjöarna i omdrevsinventeringen som enligt Bedömningsgrunder klassades som påverkade med avseende på Tot-P var felklassningar.
- Den förenklade beräkningen av referensvärde i Bedömningsgrunder är avsedd att användas för enskilda sjöar där uppgifter om sjödjup saknas och där endast tydliga klassningar accepteras. För att bedöma en population sjöar är det bättre att använda den fullständiga formeln med en grov uppskattning av sjödjupet eftersom den förenklade formeln ger en systematisk underskattning av referensvärdet
- Den största orsaken till felklassning är troligen att det referensmaterial som Bedömningsgrunder för Tot-P i sjöar bygger på bestod av relativt stora djupa och klara sjöar jämfört med Sveriges sjöar i stort. De flesta sjöarna som klassade som påverkade var grumliga, troligen beroende på resuspension av sediment.
- Metoden att beräkna referensvärden baserat på morfoedafiskt index (MEI_{alk}) ger inte relevanta resultat för svenska förhållanden.
- Denna studie har visat på ett behov att vidareutveckla Bedömningsgrunderna på flera punkter. Vi tror att möjligheterna att göra detta är goda. Sedan den förra revisionen av Bedömningsgrunder finns ett betydligt bättre dataunderlag i form av markanvändning och annan information inom dels sjöarnas avrinningsområde och dels i marken närmast kring sjön. Ett sådant arbete bör göras på ett referensmaterial där större hänsyn tas till sjöarnas representativitet än tillgången till långa tidsserier.

Referenser

- Cardoso, A. C., A. Solimini, G. Premazzi, L. Carvalho, A. Lyche and S. Rekolainen (2007). "Phosphorus reference concentrations in European lakes." Hydrobiologia **584**: 3-12.
- Johansson, H. and G. Persson (2001). Svenska sjöar med höga fosforhalter. 790 naturligt eutrofa eller eutrofierade sjöar? Institutionen för miljöanalys, SLU. Rapport 2001:8.
- Naturvårdsverket (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och Vattendrag. Bakgrundsrapport 1. Kemiska och fysikaliska parametrar. Naturvårdsverket. Rapport 4920.
- Naturvårdsverket (2007). "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bilaga A till Handbok 2007:4."
- Sobek, S., Nisell, J., Fölster, J., 2009. Prediktion av sjödjup och sjövolym från topografiska data. Institutionen för miljöanalys, SLU. Rapport 2009:19.
- Sebastian Sobek, Jakob Nisell and Jens Fölster
- Wilander, A. (2004). Förslag till Bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen, Institutionen för miljöanalys, SLU. Rapport 2004:19.